

# 人工湿地污水处理理论与技术

王世和 著

科学出版社

北京

## 内 容 简 介

本书是迄今为止国内仅有的较全面系统地介绍人工湿地污水处理理论、技术及最新研究成果的专著。全书注重体系的完整性和系统性,兼顾理论与实用,紧密结合国内外最新研究进展与观点,其中众多的内容为作者研究的最新成果。

全书共分八章,内容包括:人工湿地污水处理技术与发展概况,人工湿地的植物与功能,人工湿地的微生物与功能,人工湿地的基质条件与功能,人工湿地中污染物的迁移与转化,人工湿地的处理原理,人工湿地的强化处理技术,人工湿地的设计、建造与管理。同时附有近百种常用湿地植物图谱及介绍。

本书可作为相关科研院所、工程设计单位及其他各类从事水处理、生态修复等工程技术人员的参考书,也可作为高等院校市政工程、环境工程、生态工程等与水处理相关专业的研究生、本科生的参考书。

### 图书在版编目(CIP)数据

人工湿地污水处理理论与技术/王世和 著.—北京:科学出版社,2007  
ISBN 978-7-03-018740-6

I. 人… II. 王… III. 人工湿地-污水处理 IV. P941.78X703

中国版本图书馆 CIP 数据核字(2007)第 035636 号

责任编辑:余 丁 / 责任校对:赵桂芬  
责任印制:安春生 / 封面设计:高海英

科学出版社 出版

北京东黄城根北街 16 号

邮政编码:100717

<http://www.sciencep.com>

中国科学院印刷厂 印刷

科学出版社发行 各地新华书店经销

\*

2007 年 5 月第 一 版 开本:B5(720×1000)

2007 年 5 月第一次印刷 印张:16 彩插:12

印数:1—2 500 字数:340 000

定价:45.00 元

(如有印装质量问题,我社负责调换〈环伟〉)

## 前 言

人工湿地污水处理技术的发展最早可追溯到 1903 年,英国约克郡 Earby 州建立了世界上第一个用于处理污水的人工湿地。

作为一种新型生态污水处理技术,近一个多世纪以来,在欧洲、美国、亚洲,从研究开发到工程应用,不断取得成功的范例。特别是 20 世纪 60 年代初德国 Kathe Seidel 博士具有开创意义的一系列发现及其与 Kichuth 博士合作并由 Kichuth 于 1972 年开发的“根区法”(the root zone-method),有力地推动了人工湿地污水处理技术的试验研究,也为其在全球的深入发展和广泛应用播下了富有生命力的种子。20 世纪 80 年代末和 90 年代初,美国相继召开了人工湿地研讨会,国际上也曾就此先后召开过四次专题研讨会。这标志着人工湿地作为一项独具特色的污水处理技术正式进入水污染控制领域。

作为一种生态污水处理方法,污染物的净化主要是通过植物根区的吸收、吸附,微生物(膜)及微小动物的同化、异化及其与基质的协同作用完成的,通过植物的光合作用及根系的输氧,使之形成好氧、缺氧、厌氧的多生态复合体系,从而有效地保证了 COD、SS、N、P 等的高效综合处理效果。由于具有经济投入少、运行成本低、工艺简捷、运行稳定、处理效果好等诸多优点,日益受到了国内外学者及工程技术界的广泛关注。特别是在脱磷、脱氮方面的卓越成就,更使其成为当今最具开发、应用前景的污水处理工艺之一。目前,除在城市生活污水处理中得到较广泛应用外,在垃圾渗滤液、奶酪加工及畜牧养殖场排水、多种工业废水的处理及污染尾水的深度净化、湖泊周边面源防护与生态修复等方面,均显示出广阔的应用前景。目前,研究正方兴未艾,应用领域正不断拓展。

作者在研究中发现,尽管人工湿地处理技术具有诸多优势和潜力,而且其发展已有近一个世纪的历史,但相对于其他处理工艺而言,人工湿地仍然是一项年轻、粗放和有待成熟的技术,其构造和工作环境更接近于自然,运行除受植物、基质、微生物等构成要素影响外,还受天候、季节、气温等自然因素影响,显现其技术的复杂性和非可控性。也许正是由于这一原因,到目前为止,除发表于国内外杂志的众多探索性论文外,很难找寻到几本较系统地介绍人工湿地处理理论、技术与设计方法的专著,尤其是在国内。正是基于这一认识,本书作者下定决心,藉完成国家自然科学基金资助项目之契机,大量阅读国内外可查询的资料,并将我们研究中的体会和已发表的相关成果一并予以整理,编撰成此书,希望对国内同行们正在进行的研究和工程实践能有所裨益,若能如此,作者将感到无比欣慰。

基于上述初衷,本书编写中注意了体系的完整性和系统性,并力求兼顾理论与实用性,紧密结合国内外最新研究进展与观点。全书共分八章,其中第一章由王世和负责编写,在概要介绍人工湿地的类型、工艺组合、技术特点的基础上,较全面地回顾了该技术的发展历程与研究现状,并指出了目前人工湿地应用中有待进一步研究的问题;第二、三、四章分别由黄娟、雒维国负责编写,分别介绍了作为人工湿地组成要素的植物、微生物及基质在湿地净化中的作用、功能特性及对处理效果的影响,在有关植物的论述中,作者结合对湿地植物蒸发蒸腾与光合作用特性的测定和分析,介绍了植物在湿地供氧、强化脱氮和提高综合处理效果中的作用;第五章由丁成负责编写,较系统地介绍了污染物在湿地水环境及土壤(基质)环境中的迁移转化过程与规律;第六章由鄢璐负责编写,从氧平衡与氧传递、有机物及氮、磷转移与去除等方面介绍了湿地处理的基本原理及对处理效果的影响;第七章由钟秋爽负责编写,对作为热点话题的湿地强化除磷脱氮及有机物去除的原理与方法进行了介绍;第八章由鄢璐负责编写,从工程实用出发,介绍了目前国内外常用的设计理论与方法及湿地的运行与管理,并提供了运行中的多个工程实例。为便于广大科研及工程技术人员查找、识别、参考和选用,书中附录列举了作者收集到的近百种常用湿地植物的图谱及特性介绍。参与本书部分章节编写的还有王薇、王峰、刘洋、钱卫一。全书由王世和统稿。编写过程中,承蒙不少水处理界前辈和同行的热诚鼓励与支持,使本书得以顺利成稿。同时,还要感谢东南大学出版基金为本书出版提供了经费上的支持。

人工湿地作为一项快速发展中的工艺技术,涉及内容广泛,影响因素复杂,故书中疏漏和不切之处在所难免,恳请读者批评指正。

作 者

# 目 录

## 前言

第一章 人工湿地污水处理技术与发展概况	1
1.1 人工湿地概述	1
1.1.1 人工湿地的分类	2
1.1.2 人工湿地的工艺组合	3
1.1.3 人工湿地的运行方式	4
1.2 人工湿地的技术特点	4
1.3 人工湿地的发展历史与研究现状	6
1.3.1 人工湿地处理效果的研究	8
1.3.2 人工湿地的净化机理	8
1.3.3 人工湿地数学模型	11
1.3.4 强化措施的提出	12
1.4 目前人工湿地技术发展方面存在的问题	12
参考文献	13
第二章 人工湿地的植物与功能	16
2.1 人工湿地的植物与功能特性	16
2.2 人工湿地植物的光合、蒸腾特性	18
2.2.1 试验的分析测试方法	18
2.2.2 光合及蒸腾作用的日变化特性	19
2.2.3 湿地植物净光合速率的比较	20
2.2.4 湿地水深对光合及蒸腾作用的影响	20
2.2.5 湿地植物的蒸腾特性	22
2.3 植物光合作用及蒸发蒸腾对处理效果的影响	26
2.3.1 对湿地 DO 分布的影响	26
2.3.2 $P_n$ 对各类污染物净化效果的影响	29
2.3.3 光合和蒸腾特性对湿地脱氮效果的影响	30
2.3.4 植物蒸发蒸腾量日变化对净化效果的影响	32
2.3.5 蒸发蒸腾量的季节变化及对湿地处理效果的影响	34
2.4 人工湿地植物对处理效果的影响	35
2.4.1 植物类型对湿地净化效果的影响	35

---

2.4.2 植物生长特性对湿地净化效果的影响 .....	39
参考文献 .....	43
<b>第三章 人工湿地的微生物与功能 .....</b>	<b>45</b>
3.1 湿地生物处理的微生物学基础 .....	45
3.1.1 微生物对有机物的降解 .....	45
3.1.2 微生物对氮的降解 .....	46
3.1.3 微生物对磷的降解 .....	48
3.1.4 微生物对硫的降解 .....	49
3.2 湿地微生物数量及其分布 .....	49
3.2.1 人工湿地与天然湿地的微生物分布 .....	50
3.2.2 人工湿地微生物的空间分布 .....	50
3.2.3 不同植物根区的微生物分布 .....	52
3.2.4 季节变化对人工湿地微生物分布的影响 .....	53
3.3 微生物对污染物的降解作用 .....	55
3.4 人工湿地植物根区酶活性与净化效果的关系 .....	57
参考文献 .....	59
<b>第四章 人工湿地的基质条件与功能 .....</b>	<b>62</b>
4.1 人工湿地的基质种类与性能 .....	62
4.1.1 基质填料的几何特性与性能评价 .....	62
4.1.2 基质填料的选择原则 .....	63
4.1.3 基质填料的工程应用 .....	64
4.2 人工湿地基质的吸附过程与特性 .....	67
4.2.1 基质填料对污染物的截留机理 .....	67
4.2.2 基质填料的吸附过程 .....	68
4.3 人工湿地基质的研究现状及发展趋势 .....	69
4.3.1 湿地基质脱氮除磷研究现状 .....	69
4.3.2 湿地基质填料的发展趋势 .....	71
4.4 人工湿地基质的功能及对处理效果的影响 .....	71
4.4.1 基质对氮的去除 .....	71
4.4.2 基质对磷的去除 .....	78
4.5 基质填料的堵塞问题 .....	84
4.5.1 人工湿地的堵塞问题 .....	84
4.5.2 湿地堵塞机理 .....	86
4.5.3 堵塞的解决方法 .....	90
参考文献 .....	92

---

第五章 人工湿地中污染物的迁移与转化 .....	94
5.1 污染物在湿地水环境中的迁移转化 .....	94
5.1.1 人工湿地的水环境特征及功能 .....	94
5.1.2 污染物在湿地水体中的迁移转化 .....	95
5.2 污染物在湿地土壤中的迁移转化 .....	97
5.2.1 有机污染物在土壤中的迁移转化 .....	97
5.2.2 重金属在土壤中的迁移转化 .....	103
5.3 湿地植物对污染物的吸收 .....	105
参考文献 .....	106
第六章 人工湿地的处理原理 .....	109
6.1 人工湿地的氧平衡与氧传递 .....	109
6.1.1 人工湿地中氧的区域性分布规律 .....	109
6.1.2 人工湿地中氧的时间变化规律 .....	111
6.1.3 人工湿地氧环境的影响因素 .....	112
6.1.4 人工湿地中的氧平衡 .....	115
6.2 人工湿地中有机物的去除与分布特性 .....	119
6.2.1 人工湿地中有机物的去除机理 .....	119
6.2.2 人工湿地中有机物的分布特性 .....	120
6.2.3 人工湿地有机物去除效率的季节性变化及日变化 .....	120
6.2.4 植物对有机物去除效率的影响 .....	122
6.2.5 填料对有机物去除效率的影响 .....	123
6.3 人工湿地中氮的转移与去除 .....	123
6.3.1 人工湿地系统中植物的脱氮作用 .....	123
6.3.2 基质条件对湿地脱氮效果的影响 .....	124
6.3.3 人工湿地系统中的氨氮挥发 .....	125
6.3.4 人工湿地中微生物的脱氮作用 .....	126
6.3.5 人工湿地氮转移途径的探讨 .....	127
6.4 人工湿地中磷的转移与去除 .....	130
6.4.1 人工湿地中磷的存在形态 .....	130
6.4.2 人工湿地中磷的转化 .....	131
6.4.3 人工湿地内各要素对磷的去除 .....	132
6.4.4 外界因素对人工湿地除磷的影响 .....	138
6.4.5 湿地除磷的动态模型 .....	140
6.5 人工湿地对其他污染物的去除机理 .....	141
6.5.1 悬浮物(SS)的去除 .....	141

---

6.5.2	重金属的去除	141
6.5.3	硫化物的去除	145
6.5.4	难降解有机物的去除	145
6.5.5	藻毒素的去除	146
6.6	水力条件对处理效果的影响	147
6.6.1	水力负荷对处理效果的影响	147
6.6.2	容积负荷对处理效果的影响	148
6.6.3	水力停留时间对处理效果的影响	149
6.6.4	水深变化对处理效果的影响	150
6.7	人工湿地的杀菌消毒	152
	参考文献	152
<b>第七章</b>	<b>人工湿地的强化处理技术</b>	<b>158</b>
7.1	强化脱氮原理与方法	158
7.2	强化除磷原理与方法	159
7.3	强化处理工艺与效果	161
7.3.1	垂直流与水平流	161
7.3.2	强化曝气	163
7.3.3	湿地的串联	166
7.3.4	多点进水	168
7.3.5	出水回流	169
	参考文献	171
<b>第八章</b>	<b>人工湿地的设计、建造与管理</b>	<b>174</b>
8.1	设计概述	174
8.2	设计基本理论及参数选择	175
8.2.1	设计选型	175
8.2.2	设计基本理论	177
8.2.3	设计参数	180
8.3	其他设计要素的确定	182
8.3.1	地址选择	182
8.3.2	进出水系统布置	183
8.3.3	植物选择	184
8.3.4	填料选择	185
8.4	运行维护与管理	186
8.4.1	启动期运行维护措施	186
8.4.2	植物系统管理	186



---

8.4.3 低温环境运行维护措施 .....	187
8.5 典型实例 .....	188
8.5.1 国外湿地设计实例 .....	188
8.5.2 国内湿地设计实例 .....	200
参考文献.....	212
<b>附录 常见湿地植物介绍</b> .....	<b>214</b>
(一) 挺水型花卉植物(包括湿生、沼生).....	214
(二) 浮叶型花卉植物 .....	243
(三) 漂浮型花卉植物 .....	245
(四) 沉水型花卉植物 .....	246
<b>彩图</b> .....	<b>247</b>

# 第一章 人工湿地污水处理技术与发展概况

当前,水污染及水资源短缺已成为世界各国所面临的共同问题,对于发展中国家尤其如此。以我国为例<sup>[1]</sup>,近年来,由于社会经济的快速发展及人民生活水平的提高,工业废水和生活污水量与日俱增,年排放总量已突破 520 亿吨,而城市生活污水的年处理率目前仅为 37.4%。大量未经处理的污水排入各类水体(包括地面水和地下水),引起水环境极度恶化,水生生态系统遭到破坏,人民的健康受到严重威胁,可以说,我国绝大部分城镇已处于污水的包围之中,此种触目惊心的状况正受到政府及全社会的广泛关注。

实践证明,解决水污染及水资源短缺问题是一项耗资巨大而又十分复杂的系统工程,需要多方面、多目标、多学科配合,综合分析才能制定出最佳方案。就我国的经济实力而言,多数情况下,污水处理的技术经济指标往往是选择方案时首先必须考虑的问题。传统的污水处理技术已有上百年的发展历史,以活性污泥法为代表的生物处理工艺目前已发展到较高水平,技术上日臻成熟,对水污染控制起到了积极的作用。但目前的活性污泥工艺仍存在着基建投资大,运行费用高,且主要以去除碳源污染物为目的,对氮(N)、磷(P)等营养物质的去除率则较低(只有30%~50%),经处理后的出水排入水体后仍将引起“富营养化”等环境问题。三级处理虽可解决上述问题,但因投资和运行费用昂贵而难以大面积推广。同时事实也说明,单纯依靠传统的人工处理方法,在我国当前的情况下难以从根本上解决水污染问题,只能延缓水污染的发展势头。

历史的经验值得注意,对于广大发展中国家,在学习和借鉴发达国家污水处理经验的同时,需要开阔思路,兼容并蓄,根据各国国情,探索解决水污染和水资源不足问题的有效途径。在此情况下,人工湿地处理技术的提出和发展为综合解决上述问题提供了新的选择。

## 1.1 人工湿地概述

从生态学上说,湿地是由水、永久性或间歇性处于水饱和状态下的基质及水生植物和微生物等所组成的、具有较高生产力和较大活性、处于水陆交界相的复杂的生态系统。而人工湿地是为处理污水而人为设计建造的、工程化的湿地系统。这种湿地系统是在一定长、宽比及地面坡度的洼地中,由土壤和基质填料(如砾石等)混合组成填料床,污水在床体的填料缝隙或床体的表面流动,并在床的表面种植具

有处理性能好、成活率高、抗水性强、成长周期长、美观及具有经济价值的水生植物(如芦苇、荻等),形成一个具有污水处理功能的独特的生态系统,故人工湿地也称为构筑湿地,国外更有人称之为生态滤池。

人工湿地依靠物理、化学、生物的协同作用完成污水的净化过程,强化了自然湿地生态系统的去污能力。从自然调节作用看,人工湿地还具有强大的生态修复功能,不仅在提供水资源、调节气候、降解污染物等方面发挥着重要作用,还能吸收二氧化硫、氮氧化物、二氧化碳等气体,增加氧气、净化空气,消除城市热岛效应、光污染和吸收噪声等。

### 1.1.1 人工湿地的分类

国内外学者对人工湿地系统的分类多种多样<sup>[2]</sup>。不同类型的人工湿地对特征污染物的去除效果不同,具有各自的优、缺点。从工程实用的角度出发,按照系统布水方式的不同或水流方式差异一般分为自由表面流人工湿地(surface flow wetland, FWS)和潜流型人工湿地(subsurface flow wetland, SFS)。潜流型人工湿地又包括水平潜流人工湿地、垂直潜流人工湿地和潮汐潜流人工湿地。

#### 1. 自由表面流人工湿地

如图 1.1 所示,典型的 FWS 系统是由水池或槽沟组成,并设有地下隔水层以防止地下渗漏。污水在人工湿地的土壤表层流动,水位较浅,一般为 0.1~0.6m。与后面介绍的 SFS 系统相比,其优点在于投资省、操作简便、运行费用低;缺点是负荷低,去污能力有限。氧主要来自于水体表面扩散、植物根系的传输,但传输能力十分有限。该湿地系统运行受自然气候条件影响较大,夏季易滋生蚊蝇,并有臭味。

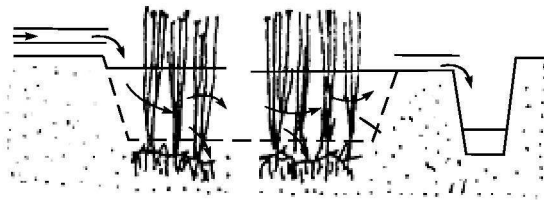


图 1.1 自由表面流人工湿地示意图

#### 2. 水平潜流人工湿地

潜流型湿地系统又称渗滤湿地系统(infiltration wetland),如图 1.2 所示。在 SFS 系统中,污水在湿地床表面下流动,一方面可以充分利用填料表面生长的生物膜、丰富的植物根系及表层土和填料截留等作用,以提高处理效果和処理能力;另

一方面,由于水流在地下流动,故保温性好,处理效果受气温影响小,卫生条件较好,是目前国际上研究和应用较多的一种湿地处理系统,但这种系统的投资要比FWS系统略高。

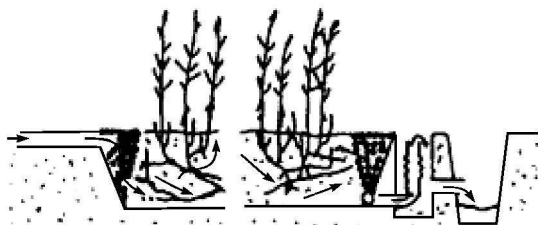


图 1.2 潜流人工湿地示意图

水平潜流人工湿地因污水从一端水平流过填料床而得名。与自由表面流人工湿地相比,水平潜流人工湿地的水力负荷高,对BOD、COD、SS、重金属等污染物的去除效果好,且很少有恶臭和孳生蚊蝇现象。但其脱氮除磷效果不及下述的垂直潜流人工湿地。

### 3. 垂直潜流人工湿地

污水从湿地表面垂向流过填料床的底部或从底部垂直向上流进表面,床体处于不饱和状态,氧可通过大气扩散和植物传输进入人工湿地。垂直潜流人工湿地的硝化能力高于水平潜流人工湿地,用于处理含氨氮( $\text{NH}_4^+-\text{N}$ )浓度较高的污水更具优势。

### 4. 潮汐潜流人工湿地

潮汐潜流人工湿地是近年来由伯明翰大学研究并提出,芦苇床按时间序列交替地被充满水和排干,床体充水过程中空气被挤出,排水过程中新鲜的空气被带入床内。伯明翰大学最新研究结果表明,当水被排出芦苇床,有机污染物留在基质内时是氧消耗量最大的时刻。因此,排水过程中进入的新鲜空气可看作是去除污染物的氧源。通过这种交替的进水和空气运动,氧的传输速率和消耗量大大提高,极大地提高了芦苇床的处理效果。但潮汐流湿地运行一段时间后,床体可能会被大量的生物所堵塞,限制了水和空气在床体内的流动,降低了处理效果。因此,设计中可考虑采用备用床交替运行,以便利用闲置期进行生物降解。

## 1.1.2 人工湿地的工艺组合

人工湿地的工艺组合有多种形式,其中常用的有推流式、回流式、阶梯进水式和综合式四种,如图1.3所示。

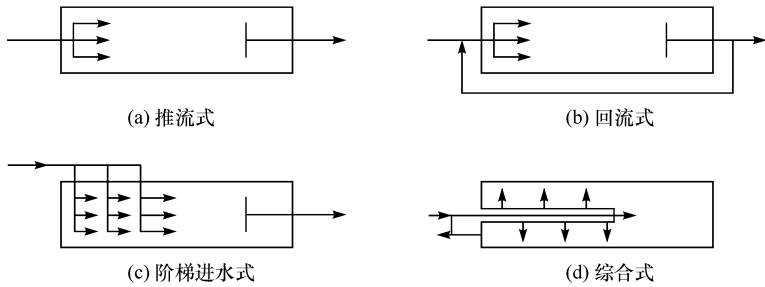


图 1.3 人工湿地的工艺组合

回流式可稀释进水的有机物和悬浮物浓度,增加水中的溶解氧,并减少处理出水中可能出现的臭味问题。出水回流还可促进床内的硝化和反硝化脱氮作用,采用低扬程水泵,通过水力喷射或跌水等方式进行充氧。阶梯进水式可避免处理床前部堵塞,使植物长势均匀,有利于床体后部的硝化脱氮作用;综合式则一方面设置了出水回流,另一方面又将进水分布至填料床的中部,以减轻填料床前端的负荷。

### 1.1.3 人工湿地的运行方式

人工湿地的运行可根据处理规模的大小进行多种不同方式的组合,一般有单一式、并联式、串联式和综合式等,如图 1.4 所示。此外,人工湿地还可与氧化塘等系统串联组合。

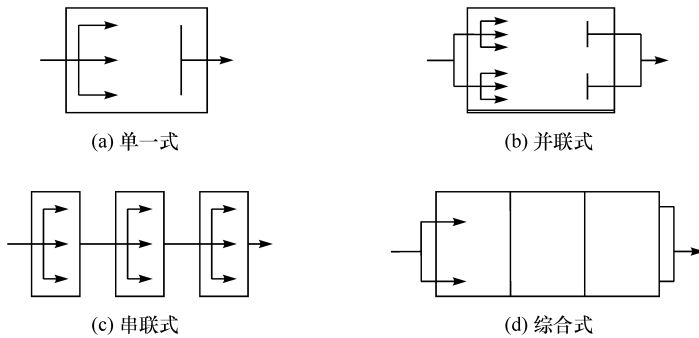


图 1.4 人工湿地的运行方式

## 1.2 人工湿地的技术特点

与其他污水处理工艺相比,人工湿地具有诸多明显的优点,如对负荷变化适应能力强、出水水质好、工程基建和运行费用低、操作管理简单、维护方便等。

人工湿地的显著特点之一是良好的污水净化能力。国内外有关处理城市污水的研究表明,人工湿地对  $BOD_5$  去除率可达 85%~95%,SS 去除率达 90%以上,除磷脱氮效果也很好,去除率可分别达到 90%和 60%以上,而城市二级污水处理厂对 N、P 的去除率仅为 20%~40%。人工湿地不仅可处理以耗氧有机物和 N、P 等营养物为主的生活污水,对含重金属、酸性有机物及无机矿物等工业废水也具有好的去除效果。几个中试规模人工湿地系统的处理效果如表 1.1 所示。

表 1.1 几个中试规模人工湿地的处理效果

地 名	湿地类型	出水浓度/(mg/L)						备 注
		$BOD_5$	SS	$NH_4^+-N$	$NO_3^- -N$	TN	TP	
加拿大安大略 Listowel	开阔沟壑	10	8	6	0.2	8.9	0.6	加铝盐 处理
美国加州 Arcata	开阔沟壑	<20	<8	<10	<0.7	11.6	6.1	
美国加州 Santee	砾石填沟	<30	<8	<5	<0.2			
美国密执安州 Nermontville	渗透滤床湿地			2	1.2	6.2	2.1	
天津市	具有自由水面,沟壑	<30	<20	<15	<0.2	<20	<1.5	
天津市	自由水面、暗管集水	<20	<10	<10	<0.3	<10.3	0.5	
天津市	渗滤床湿地	<20	<10	3~10		6~11	0.5	

低投资、低运行费用、低维护技术是人工湿地的又一优点。由于人工湿地的土建施工比较简单且基本不需耗能,其造价和运行费用均远比传统的二级生物处理工艺节省。据国外统计,一般湿地系统的投资和运行费用仅为传统二级污水处理厂的 1/10~1/2。我国深圳白泥坑工程的运行费用仅为传统二级活性污泥法的 10%左右(表 1.2)。

表 1.2 深圳白泥坑人工湿地与有关污水处理厂的经济比较

工程名称	处理方式	总投资 /万元	吨水投资额 /(元/ $m^3$ )	年运行费 /万元	吨水处理成本 /(元/ $m^3$ )	吨水占地面积 /( $m^2/m^3$ )
深圳某污水厂	鼓风曝气	3300	660	>100	>0.20	2.67
蛇口某污水厂	鼓风曝气			>100	>0.20	
珠海某污水厂	鼓风曝气	1500	830	>100	>0.20	1.20
海南某污水厂	氧化沟	547	574	36.5	0.20	1.20
白泥坑工程	人工湿地	42.9	138	=2.0	0.02	2.79

由于人工湿地基本上不需要机电设备,故维护上只需清理进、出水渠道及管理作物,对运行人员的技术要求不高。

与传统的二级处理厂相比,占地面积较大是其主要缺点。一般人工湿地占地面积相当于生化处理厂的2~5倍,但相对于其他土地处理及天然处理方法,还是省地的。

人工湿地具有的诸多特点决定了它特别适合于地理条件比较宽裕的广大农村、中小城镇的污水处理,尤其适合于经济发展水平不高、能源短缺、技术力量相对缺乏的地区,这在我国当前的现实条件下更具有特别重要的意义。

### 1.3 人工湿地的发展历史与研究现状

人工湿地污水处理技术的发展最早可追溯到1903年,英国约克郡 Earby 州建立了世界上第一个用于处理污水的人工湿地,并连续运行至1992年,而人工湿地污水处理工艺在世界各地受到重视并被较广泛应用则始于20世纪60年代。1953年,德国 Kathe Seidel 博士在研究中发现,芦苇能去除大量有机物和无机物。Seidel在进一步试验后发现,一些污水中的细菌(大肠菌、肠球菌、沙门氏菌)在种植芦苇后消失了(Seidel,1964、1966)。试验结果表明,芦苇及其他高大植物能从污水中去除重金属和碳水化合物。其后,这些实验室观察开始推广至许多大规模试验,并用以处理工业废水、江河水、地面径流和生活污水(Seidel,1978)<sup>[3]</sup>,在此同时,Seidel 开发出“Max-Planck institute-process”系统。该系统由四或五级组成,每级由几个并联并栽有挺水植物的池子组成<sup>[4]</sup>。

根据 Seidel 的思路,荷兰于1967年开发了一种现称之为“Lelystad Process”的大规模处理系统,该系统是一个占地一公顷的星形自由水面流湿地,水深0.4m,由于运行问题,该系统后接一个长400m的浅沟,随后这种湿地在荷兰大量建成。

Seidel 的工作刺激了德国在这方面的研究。20世纪60年代中期,Seidel 与 Kichuth 合作并由 Kichuth 于1972年开发出“根区法”(the root zone-method),进一步推动了对湿地污水处理技术的试验研究。根区法由一种栽有芦苇的矩形池子组成。土壤经选择含有钙、铁、铝添加剂,以改善土壤结构和提高对磷(P)的沉淀性能。水以地下潜流水平流过芦苇根,有机物被降解,N被硝化、反硝化,P与Ca、Fe、Al共沉积累于土壤中。水面与地面齐平,在池子进、出口处分别进行布水和收集。该理论的提出掀起了人工湿地研究与应用的热潮。此法的问题在于土壤渗透能力并非像 Kichuth 预测的那样随时间而增大,且芦苇传氧至根部的能力通常比 Kichuth 所说的要少得多(1990)<sup>[5]</sup>。

欧洲的早期工作对美国人工湿地处理技术的发展产生了较大的影响。20世

纪 60 年代末,美国 NASA 国家空间技术实验室研究开发了一种“采用厌氧微生物和芦苇处理污水的复合系统”。1976 年,美国 NASA 出版了一本题为《充分利用水生植物》的专著,书中描述了欧洲系统及早期的 NASA 系统。NASA 的砾石床系统在去除 BOD、悬浮物(SS)、大肠菌及 N 方面非常有效。1990 年,美国国家环保局(EPA)将湿地的应用作为该年的一项重要任务。在此同时,北美的其他国家也进行了一系列开拓性的研究工作。

20 世纪 80 年代末和 90 年代初,美国相继召开了人工湿地研讨会,国际上也曾就人工湿地这一新型污水处理工艺召开过四次研讨会,总结各国人工湿地污水处理的经验,提出了相关的处理理论和参考设计规范,标志着人工湿地作为一种独具特色的新型污水处理技术正式进入水污染控制领域。

目前,人工湿地已在欧美得到较广泛的应用。据不完全统计,截至 2006 年,欧洲建有一万多座人工湿地,北美有近两万座人工湿地,亚洲、澳洲、拉丁美洲也有越来越多的人工湿地污水处理系统建成和投入运行。这些人工湿地的规模可大可小,最小的仅为一家一户排放污水的处理,面积约  $40\text{m}^2$ ,大的有占地数十亩至上千亩,可处理万人以上村镇的生活污水。

我国对人工湿地的研究相对较晚,直到“七五”期间才开始对人工湿地较大规模的研究。1990 年 7 月,国家环保局华南环保所在深圳白泥坑建造了占地 189 亩、处理规模为  $3100\text{m}^3/\text{d}$  的人工湿地示范工程<sup>[6]</sup>。北京市环科所在北京昌平区建成了处理规模为  $500\text{m}^3/\text{d}$  的芦苇湿地处理工程;天津市环科所建成了实验室规模的人工湿地研究系统,并在 1989 年建成了我国第一座占地 90 亩,处理规模为  $1400\text{m}^3/\text{d}$  的芦苇湿地工程,开始对人工湿地处理污水的规律进行比较系统的研究。华中农业大学李科德等<sup>[7]</sup>采用人工模拟芦苇床处理生活污水,对其净化机理进行了研究。结果表明,芦苇根际具有较高的氧化还原电势,为好氧微生物的活动创造了有利条件。芦苇床内根际微生物数量与污染物去除率间具有明显相关性。中国环境科学研究院刘文祥采用由漂浮植物、沉水植物、挺水植物及草滤带组成的人工湿地对农田径流污染进行了研究。中科院植物研究所唐述虞<sup>[8]</sup>采用人工湿地系统处理酸性铁矿废水,结果表明,系统对各种金属离子的去除率较高,运行费用低廉。

可见,早期的人工湿地主要用于处理生活污水,其投资和日常运行费用仅为常规二级污水处理的  $1/10\sim 1/2$  和  $1/5\sim 1/3$ ,但出水水质却可达到或超过二级污水处理水平,由于适用面广,这一技术很快被推广到各种污水的处理。近年来,将人工湿地作为生态修复手段,用于污水处理厂尾水的深度净化、湖泊周边面源污染的拦截、地面水体微污染净化、初期降水的预处理等,并成为多项国家“863”专项的主要研究和示范内容。

目前,对人工湿地处理系统的研究正方兴未艾,尤其在海外,研究工作异常活



跃。综合前人进行的研究工作,可将其归纳为以下三方面:

① 扩大人工湿地污水处理技术应用范围,研究其处理某些特殊废水的可行性与效果。

② 探讨人工湿地处理污水的机理,建立动力学模型,用以描述污染物的降解过程和指导人工湿地的运行。

③ 提出改善人工湿地处理效果和运行条件的措施,使人工湿地的结构设计达到最优化。

### 1.3.1 人工湿地处理效果的研究

最初,人工湿地主要用于生活污水和矿山酸性废水的处理,如今,人工湿地不仅可以用于城市污水和各种工业废水的二级处理,还可用于高级处理中的精处理和对农田径流的处理等,对人工湿地处理效果的研究已日臻完善。Tanner<sup>[9]</sup>曾用SFS湿地系统处理农场废水,经处理后的出水水质可达到世界卫生组织灌溉用水标准。Vrhovsek<sup>[10]</sup>教授也曾将人工湿地用于食品加工废水的处理,COD、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、 $\text{NO}_3^--\text{N}$ 去除率分别达到92%、86%、65%,99%的细菌可被去除。另外,还有将人工湿地用于纺织工业、造纸工业和石油化工工业等废水处理的报道<sup>[11]</sup>。最近,发达国家已将重点转移到利用人工湿地处理特殊工业废水,这也是人工湿地发展的一个新的特点和趋向<sup>[12]</sup>。

### 1.3.2 人工湿地的净化机理

人们对进入湿地系统后污染物的迁移规律与转化机理进行了大量的研究。多年研究表明,在人工湿地污水净化过程中,基质、植物和微生物三者相互联系,互为因果,形成了一个共生系统<sup>[13~15]</sup>,利用基质-微生物-植物的物理、化学和生物的重重协同作用,通过过滤、吸附、共沉、离子交换、植物吸收和微生物降解等来实现对废水的净化。

在潜流型人工湿地系统中,污水在湿地床内流动,一方面,可充分利用填料表面生长的生物膜、丰富的植物根系及表层土和填料的拦截作用,提高处理效果和処理能力;另一方面,水流在地表下流动,具有保温性好,处理效果少受气候影响,卫生条件好等特点。

人工湿地中氧的来源主要包括:进水中携带的氧、水面更新溶解氧及植物光合作用产氧、植物根系对氧的传递和释放。湿地植物通过光合作用产生的氧,一部分通过植物的运输组织和根系的输送作用释放到湿地环境中,在根系周围形成一个好氧区域,同时,由于好氧生物膜对氧的利用而在离根系较远的区域形成缺氧状态,在更远的区域呈厌氧状态(图 1.5)。湿地床中溶解氧的分布有利于废水中不同污染物的降解、转化及去除<sup>[16]</sup>。

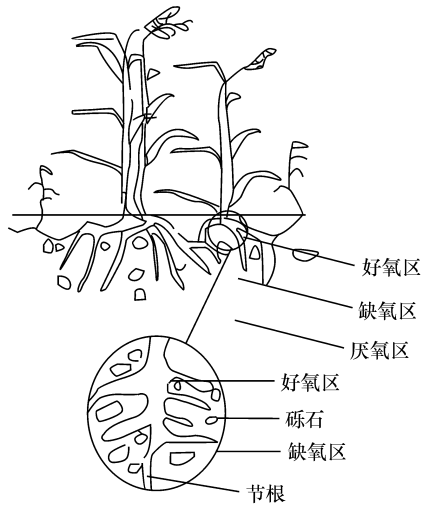


图 1.5 湿地中植物根区的氧分布

目前人工湿地系统广泛采用砂粒、沙土、土壤、石块等为基质。当污水流经湿地系统时,基质通过一些物理化学途径净化污水中的有机物及氮、磷等营养物质。Reddy<sup>[17]</sup>在研究中发现,人工湿地中的磷可通过沉淀或吸附反应而被降解,其中,pH 值起着重要作用。研究人工污水中的磷在模拟秋茄湿地系统中的分配循环发现<sup>[18,19]</sup>,加入的磷主要残留在土壤中,而进入植物体和凋落叶中的很少。

在人工湿地污水处理系统中,植物是系统中的重要组成部分。湿地植物根系形成一个网络,一方面自身吸收一部分营养物质,同时,为微生物的生存和降解营养物质提供了必要的场所和好氧、厌氧条件<sup>[20,21]</sup>。

人工湿地中碳、氮、磷等元素的循环离不开微生物的活动。李科德等<sup>[7]</sup>比较了芦苇床系统与天然芦苇场中根面及根际土的细菌、真菌、放线菌等的数量,结果发现,人工芦苇床系统中各类微生物的数量明显高于天然芦苇场。杨桂芳<sup>[22]</sup>等对慢渗土壤系统水稻土的研究发现,氨化细菌的数量在  $10^7$  个/g(干重)以上。水生植物通过通气组织的运输,将氧气输送至根区,从而形成了根表面及附近区域的氧化状态。废水中大部分有机物质在这一区域被好氧微生物分解成  $\text{CO}_2$  和水;有机氮化物等则被这一区域的硝化细菌所硝化。而在湿地中的还原状态区域,则是经过厌氧细菌的发酵作用将有机物分解<sup>[23~25]</sup>。

各国学者对人工湿地净化机理的研究一直很活跃,但迄今为止在很多方面尚未达成共识。如植物在人工湿地污水处理中所起的作用,就是一个争议颇多的问题<sup>[26]</sup>。由于各自研究中采用的试验方法不同,且植物释氧量随季节变化,各国学者计算出的植物根系释氧量有很大的差异。Lawson 计算的禾本科植物释氧量为

4.3g/(m<sup>2</sup>·d), Gries 等人的结果则为 1~2g/(m<sup>2</sup>·d), 而 Armstrong 的研究表明, 植物根区释放的氧几乎为零。Brix 和 Schierup 通过研究发现: 在湿地的氧通量 5.86g/(m<sup>2</sup>·d) 中, 有 3.76g 来自空气复氧, 2.08g 来自芦苇的根区, 而这其中的 2.06g 用于根的呼吸, 只有 0.02g 可用于污水处理。Hiley 也认为植物对污水处理中氧的贡献不大, 仅靠植物根系释氧不能满足降解污水中有机物的需要, 必须通过其他方式充氧。关于植物对湿地中填料水力传导率的作用也无统一看法。一般认为, 植物根系的生长会导致填料松动。当根系死亡后, 会在填料中留下大的孔隙, 这会增加填料的水力传导率。Kickuth 因此作出预测: 湿地系统运行三年后, 填料的水力传导率会达到 10<sup>-3</sup> m/s, 并稳定下来。但 Schierup 在奥地利、丹麦的试验表明: 水力传导率不但没有增加, 反而降低了, 并稳定在 10<sup>-5</sup>~10<sup>-6</sup> m/s。正是在这些基本问题上还没有一个明确的答案, 所以, 导致对湿地植物功能的看法不一。一些学者认为, 植物在人工湿地中的价值仅仅在美学方面; 另一些学者则认为, 植物可以通过其根区释氧, 为好氧微生物降解有机物提供氧气, 在污水处理中起着极为重要的作用。Hans Brix 通过调查研究提出, 湿地植物在污水处理中所起的作用是带来的物理效应, 如稳定湿地表面、防止形成侵蚀沟、过滤作用、为微生物提供附着面等。而植物的新陈代谢, 如对营养物质的吸收、释放氧气等对污水处理的影响程度则取决于各湿地系统的结构。

对湿地系统的去污机理, 国内外研究较多。在 SS 去除机理方面, Sapkota<sup>[27]</sup> 提出砾石床中 SS 的主要去除机理是沉淀和生物降解, 生物降解遵循一级动力学方程。在低负荷下, 砾石床中为推流时, SS 降解情况与滴滤池相似。在借鉴滴滤池 SS 去除模型的基础上, 建立了一个用以预测出水 SS 的数学模型。很多学者<sup>[28, 29]</sup> 对 SS 引起的湿地床堵塞问题也进行过研究, 提出了各自的用以描述这一过程的数学模型。

在有机物降解机理方面, 孙广智<sup>[30]</sup> 认为, 人工湿地在处理高浓度污水时, BOD<sub>5</sub> 的去除分为吸附与生物降解两步, 吸附过程可用 Freundlich 方程描述, 生物降解可用一级动力学模型表达。Levenspiel<sup>[31]</sup> 则在一级动力学方程的基础上, 考虑系统的混合, 对原有动力学模型进行了修正。

关于人工湿地的除 P 脱 N 机理, 情况则相对复杂得多, 不少问题至今还没有统一的说法。唐运平<sup>[32]</sup> 考察了湿地中的除 N 情况后认为, 湿地中 N 的去除主要是有氧区的硝化菌和厌氧区的反硝化菌共同完成的, 而植物吸收只去除少部分。Nichols<sup>[33]</sup> 曾对湿地系统去除营养物质的机理进行过研究, 认为污水中的 P 通过与土壤中的 Al、Fe、Ca 的吸附/沉淀作用而得以去除。沉淀作用一般只发生在 P 浓度较高时, 且反应不可逆。而吸附作用则是部分可逆, 浓度较高时吸附的 P 会在低浓度时被释放出来。N 则通过反硝化作用得以去除, 与 P 不同的是, 脱 N 效果不会随着运行历程而降低。植物能吸收大量的 N 和 P, 但植物死亡后, N、P 又

会被重新释放出来。Rogers<sup>[25]</sup>在对人工湿地系统进行研究时发现,植物可吸收水中 90% 的 N,为主要作用。因而他认为,将湿地系统与微生物降解占主导地位的活性污泥法或滴滤池同等看待是错误的。Breen<sup>[34]</sup>则采用物料平衡方程对湿地系统进行量化分析,发现植物是营养物质的主要吸收储存者,植物的摄取吸收是营养物质去除的主要途径。同时,他用一个稳态的一级反应模型来描述 N 的去除过程,土壤对 P 的吸附则用 Langmuir 公式描述。Kemp<sup>[35]</sup>也在一级动力学模型基础上,提出了一个描述系统中  $\text{NH}_4^+$ -N 去除过程的模型。

关于人工湿地系统中的流体动力学,丁廷华<sup>[36]</sup>认为,湿地系统中控制流动的基本因素为水深、流经距离和坡度,对于完全饱和的细砂土中的流动可用 Darcy 定律,而对于通过湿地植被表面的侧流则可用曼宁方程。胡康萍<sup>[37]</sup>也结合白泥坑人工湿地污水处理的设计和试验研究,探讨了人工湿地的流体动力学问题。她提出当雷诺数较大时,用 Eurgun 公式描述碎石床中的流动较 Darcy 定律更为合理。Persson 则提出了用水力学效率这一概念来反映系统的水力学基本特征。关于水力学效率的量化问题,许多学者<sup>[38~40]</sup>都提出了各自的方法。在水力学模型方面,比较成熟的有二维模型 MIKE-21,三维模型 Fluent。

对如何改善人工湿地的处理效果和运行条件,国内、外学者<sup>[41~44]</sup>也提出了自己的看法和建议。其中,如何改善湿地系统中的水力学条件和如何提高系统脱 N 效率是两个研究最多的问题。张甲耀<sup>[45]</sup>提出将表面流和潜流结合起来,在表面流上增加挡板,使表面水体进入潜流状态,可克服表面流型的短流现象和增加水体中的溶解氧,促进系统的硝化、反硝化作用,从而提高脱 N 效率。Walter<sup>[46]</sup>认为用比较大的长、宽比,可防止前端堵塞和短流现象的发生。Hammer、Knight、Anne 等<sup>[47]</sup>提出,交替地改变系统中的水深可减少沟流,促进混合和充氧过程,使污水与不同的微环境最大限度地接触,从而提高脱 N 效率。

### 1.3.3 人工湿地数学模型

国内外对建立人工湿地污染物去除数学模型的研究相当活跃。Breen<sup>[48]</sup>研究发现,整个湿地系统可用稳态的一级反应动力学方程描述。澳大利亚、欧洲、美国广泛应用一级动力学模型于湿地的设计和对湿地污染物去除效果的预测。虽然有许多局限性,但其参数的求解及计算过程都很简单,因此,目前仍将其作为描述湿地中污染物去除的最合适的方程<sup>[49]</sup>,广泛应用于 BOD、营养物质、SS、细菌及金属离子的去除计算。

湿地一级动力学方程,主要考虑处理负荷与处理效率间的关系,模型的推导以污染物的降解服从一级反应动力学为基础。经常假设模型中的一些参数如速率常数等为常量,与水力负荷或进水浓度无关,以及湿地中的水流形态为稳定的柱塞流等。一级动力学模型表达式通常为<sup>[50]</sup>

$$c = a \exp(-k_v \cdot t) \quad (1-1)$$

$$c = a \exp(-k_A/q) \quad (1-2)$$

式中： $a$ ——进水浓度(M/L<sup>3</sup>)；

$c$ ——出水浓度(M/L<sup>3</sup>)；

$k_v$ ——体积去除速率常数(1/T)；

$k_A$ ——面积去除速率常数(L/T)；

$t$ ——水力停留时间(T)；

$q$ ——水力负荷(L/T)。

而史云鹏<sup>[51]</sup>等认为, Monod 模型与一级动力学模型相比更符合微生物处理的实际情况,更适合于那些微生物起主导作用的污染物降解过程。

一级动力学和 Monod 方程都是由污染物稳态时的质量平衡得到的,都是湿地床的静态宏观模型,二者均未考虑到传质效率,即都假定物质从液相迁移到生物膜的过程没有阻力。新的模型应考虑湿地植被的空间分布,根据实际的停留时间分布来模拟污染物在湿地中的去除,而不是仅考虑单一的停留时间。另外,人工湿地是一个复杂的生态系统,其对污染物的去除是人工湿地各组成要素共同作用的结果,新的模型应充分考虑各种因素的影响,即对人工湿地污染物的去除机理及影响因素作更深入和全面的研究。

#### 1.3.4 强化措施的提出

国内外专家提出了一系列强化人工湿地污水处理效果的措施。降低负荷、曝气、采用间歇式进水、增加植物密度、提高植物的充氧作用等都有助于改善系统内的氧状态<sup>[45]</sup>。多点进水可改善处理效果,使植物生长均匀,促进根系深入,采用较大长、宽比可防止前端堵塞和短流现象<sup>[46]</sup>。潜流型人工湿地周期性排水可将堵塞在空隙中的 SS 冲刷出去,从而延长湿地的运行寿命<sup>[52]</sup>。人工湿地单元流态方面也由通常的推流式发展到阶梯进水式、回流式或综合式。

这些强化措施的提出,大大提高了人工湿地对污水的净化效果,使人工湿地污水处理技术日益得到完善。

### 1.4 目前人工湿地技术发展方面存在的问题

由于人工湿地技术的提出和发展还为时尚短,技术发展尤其是理论研究仍相对落后。由已有的研究报道看,人工湿地研究的焦点主要集中在对二级出水的处理,在用人工湿地处理原污水或初沉池出水方面的资料尚且有限。因此,使用湿地的设计思想,基本上是进一步净化的过程。在人工湿地的应用中,主要依赖于经验,且有过分放任自然条件,忽视人工强化的倾向,因而影响了可以实现的高负荷

和处理效果。如对适合不同地区条件的水生植物种类的最佳组合和立体交叉,对工艺的预处理、后处理、分布、集水等流程化,对床基材料的科学配置、湿地构型及潜、表水层的交替流态特征及其设计理论、方法等研究甚少,缺少系统性和完整性。在污染物降解机理、过程和相应的动力学模型方面,还缺少一套系统、权威和成熟有效的理论。这些都限制了人工湿地技术的推广及应有潜力的挖掘,有待于我们去研究和加以解决。

### 参 考 文 献

- [1] 高拯民,李宪法,等. 城市污水土地处理利用设计手册[M].北京:中国标准出版社,1991
- [2] Block A, Kelana Centre Point Jalan. The use of constructed wetlands for wastewater treatment[M]. Wetlands Internatinonal-Malaysia office, Malaysia, 2003
- [3] Kickuth R. Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizospHere under limnic conditions[G]. In: Utilization of Manure By Land Spreading. London: Comm. Of the Euro. Communities,1997
- [4] Seidel K, Happel H, Graue G. Contributions to revitalization of wasters[M]. 2nd ed. Stiftung Limnologische Aebeitsgruppe Dr. Seidel e. V., Krefeld(Germany),1978:1~62
- [5] Kickuth S K. MacropHytes and water purification[G]. In: Biological Control of Water Pollution. PhiladelpHia;Pensylvania University Press,1976
- [6] 朱彤,等.人工湿地污水处理系统应用研究[J].环境科学研究,1991,4(5):17~22
- [7] 李科德,胡正嘉.芦苇床系统净化污水的机理[J].中国环境科学,1995,15(2):140~144
- [8] 唐述虞.铁矿酸性排水的人工湿地处理[J].环境工程,1996,14(4):3~7
- [9] Chris C Tanner. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewater[J]. Wat. Res., 1998, 32(10):3046~3054
- [10] Dani Vrhovsek. Constructed wetland (CW) for industrial wastewater treatment[J]. Wat. Res.,1996, 30(10): 2286~2292
- [11] Julie Stauffer.水危机[M].北京:科学出版社,2000
- [12] Hans Brix. Use of constructed wetland in water pollution control; historical development, present status, and future perspectives[J]. Wat. Sci. & Tech., 1994, 30(8): 209~223
- [13] 吴献花,侯长定,等.人工湿地处理污水的机理[J].玉溪师范学院学报,2002,18(1): 103~105
- [14] 梁继东,周启星.人工湿地污水处理系统研究及性能改进分析[J].生态学杂志,2003, 22(2):49~55
- [15] 梁威,胡洪营.人工湿地净化污水过程中的生物作用[J].中国给水排水,2003,19(10): 28~31
- [16] 吴晓磊.人工湿地废水处理机理[J].环境科学,16(3):83~86
- [17] Reddy K R. Fate of nitrogen and phosphorus in a wastewater retention reservoir containing aquatic macrophytes[J]. Environ. Qual., 1983, 12(1): 137~140

- [18] 缪绅裕,陈桂珠,等.人工湿地中的磷在模拟秋茄湿地系统中的分配与循环[J].生态学报,1999,19(2):236~241
- [19] 林鹏,林光辉.九龙江口红树林研究Ⅳ:秋茄群落的氮、磷的积累和循环[J].植物生态学与植物学丛刊,1985,9(1):21~32
- [20] Reddy. Nutrient transformations in aquatic macrophyte filters used for water purification [J]. In Future of Water Reuse. Vol.2:600~678
- [21] Reddy. Diel variations in physico-chemical parameters of water in selected aquatic system [J]. Hydrobiology, 1981,85:201~207
- [22] 杨桂芳,等.慢速渗透土地处理系统生存效应研究[M].见:水污染防治及城市污水资源化技术.国家环境保护局编.北京:科学出版社
- [23] Brix H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of the wetland plants-the root-zone method[J]. Wat. sci. & Tech.,1987,19:107~118
- [24] Coneley L M, Dick R I, Lion L W. An assessment of the root zone method of wastewater treatment[J]. Res. Journal of WPCF,1991,63:239~247
- [25] Rogers K H, et al. Nitrogen removal in experimental wetland treatment system; evidence for the role of aquatic plants[J]. Res. Journal of WPCF,1991,63(7):934~941
- [26] Hans Brix. Functions of macrophytes in constructed wetlands[J]. Wat. Sci. & Tech., 1996, 29(4): 71~78
- [27] Sapkota D P. Gravel media filtration as a constructed wetland component for the reduction of suspended solids from maturation pond effluent[J]. Wat. Sci. & Tech.,1994,29(4): 55~66
- [28] Ryszard Blazejewski. Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow[J]. Wat. Sci. & Tech., 1993, 35(5): 183~188
- [29] Christoph Platzer. Soil clogging in vertical flow reed beds—mechanics, parameters, consequences and solutions[J]. Wat. Sci. & Tech., 1997, 35(5): 175~181
- [30] 孙广智.下行流芦苇床污水处理实验研究与设计方程[J].中国给水排水,1997,(增刊):13
- [31] Allan Batchelor. A critical evaluation of a pilot scale subsurface flow wetland; 10 years after commissioning[J]. Wat. Sci. & Tech., 1997,35(5): 337~343
- [32] 唐运平,米瑞兰.芦苇湿地滤床处理城市污水的研究[J].环境工程,1998,10(2):1~5
- [33] Dale S Nichols. Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater[J]. Wat. Res.,1999
- [34] Peter F Breen. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment[J]. Wat. Res., 1990, 24(6): 689~697
- [35] Michael C Kemp. Subsurface flow constructed wetlands treating municipal wastewater for nitrogen transformation and removal[J]. Wat. Envir. Res.,1997, 69(7): 1254~1261
- [36] 丁廷华.芦苇湿地法处理污水的机理[J].环境保护,1992,10:19~22
- [37] 胡康萍.人工湿地设计中的水力学问题研究[J].环境科学,1991,4(5):8~11

- [38] Persson J. Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds[J]. *Wat. Sci. & Tech.*, 1999, 40(3): 291~300
- [39] Anne L Simi. Design and hydraulic performance of a constructed wetland treating oil refinery wastewater[J]. *Wat. Sci. & Tech.*, 1999, 40(3): 301~307
- [40] Andrew C King. Hydraulic tracer studies in a pilot scale subsurface flow constructed wetland[J]. *Wat. Sci. & Tech.*, 1997, 35(5): 189~196
- [41] Baker L A. Design considerations and applications for wetland treatment of high nitrate waters[J]. *Wat. Sci. & Tech.*, 1995, 38(1): 389~395
- [42] Paul Cooper. Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage[J]. *Wat. Sci. & Tech.*, 1999, 40(3): 283~289
- [43] Christoph Platzer. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification[J]. *Wat. Sci. & Tech.*, 1999, 40(3): 257~263
- [44] Burgoon P S. Performance of subsurface flow wetlands with batchload and continuous flow conditions[J]. *Wat. Environ. Res.* 1995, 67(5): 855~862
- [45] 张甲耀. 潜流型人工湿地污水处理系统的研究[J]. *环境科学*, 1998, 19(4): 36~39
- [46] Walter H Zachritz. Performance of an artificial wetland filter treating facultative lagoon effluent at Carville, Louisiana[J]. *Wat. Environ. Res.*, 1993, 65(1): 46~52
- [47] Ronal W Crites. Design criteria and practice for constructed wetlands[J]. *Wat. Sci. & Tech.*, 1994, 29(4): 1~6
- [48] Breen P F. A mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment[J]. *Wat. Res.*, 1990, 24(6): 689~697
- [49] IWA. Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation[M]. Scientific and Technical Report No.8. London: IWA Publishing, 2000
- [50] Kadlec R H, Knight R L. *Treatment Wetlands*[M]. Boca Raton: CRC Press, 1996
- [51] 史云鹏, 周琪. 人工湿地污染物去除动力学模型研究进展[J]. *工业用水与废水*. 2002, 33(6), 12~15
- [52] Burgoon P S. Performance of subsurface flow wetlands with batchload and continuous flow conditions [J]. *Wat. Environ. Res.*, 1995, 67(5): 855~862



## 第二章 人工湿地的植物与功能

人工湿地是人为建造的利用植物、基质与微生物三者的物质循环与能量流动来处理污水的一种生态系统。与一般生物处理方法不同,湿地植物是人工湿地的重要组成部分,对污染物的转化与降解具有重要作用。已有研究表明<sup>[1]</sup>,不同的湿地植物,其生长速度、对污染物的吸收转化能力、泌氧能力等存在显著差异,也使基质中生长的微生物种群及数量有所不同,因此,筛选适宜的人工湿地植物,对提高和稳定人工湿地的净化功能具有重要意义。

在人工湿地系统中,植物可以直接吸收、利用污水中可利用态的营养物质,吸附和富集重金属及一些有毒有害物质<sup>[2~5]</sup>;能输送氧气至根区,有利于微生物的好氧呼吸<sup>[6,7]</sup>;其庞大的根系为细菌提供了多样的生境,根区的细菌群落可降解多种污染物<sup>[8,9]</sup>;根系生长能增强和维持介质的水力传导<sup>[10,11]</sup>;此外,植物还可作为人工湿地所受污染程度的指示物,可固定土壤中的水分,圈定污染区,防止污染源的进一步扩散;并具有美观可欣赏性,能改善景观生态环境;通过收割还可回收有用植物资源。

### 2.1 人工湿地的植物与功能特性

大型水生植物是一个生态学范畴的类群,是不同分类群植物通过长期适应水环境而形成的趋同性适应类型<sup>[12]</sup>,主要包括两大类:水生维管束植物和高等藻类<sup>[13]</sup>。水生维管束植物(aquatic vascular plant)具有发达的机械组织,植物个体较大,通常具有四种生活型:挺水型(emergent)、漂浮型(free-drifting)、浮叶型(float-ing-leaved)和沉水型(submergent),如表 2.1 所示。

表 2.1 大型水生植物四种生活型

生活型	生长特点	代表种类
挺水植物	茎生于底泥中,植物体上部挺出水面	芦苇、香蒲
漂浮植物	植物体完全漂浮于水面,具有特定的适应漂浮生活的组织结构	凤眼莲、浮萍
浮叶植物	根茎生于底泥,叶飘浮于水面	睡莲、荇菜
沉水植物	植物完全沉于水气界面以下,根扎于底泥或漂浮于水中	狐尾藻、金鱼藻

#### 1. 挺水型花卉植物(包括湿生、沼生)

挺水型花卉植物种类繁多,植株高大,绝大多数有明显的茎、叶之分。茎直立

挺拔,仅下部或基部沉于水中,根扎入泥中生长,上面大部分植株挺出水面,有些种类具有根状茎,或根有发达的通气组织。生长于靠近岸边的浅水处,如荷花、黄花鸢尾、欧慈姑等,常用于水景园,在水池岸边浅水处布置。

## 2. 浮叶型花卉植物

此类花卉种类繁多,茎细弱不能直立,有些无明显的地上茎,根状茎发达,花大美丽。体内通常储藏有大量的气体,使叶片或植株能平稳地漂浮于水面,根茎常具有发达的通气组织,如王莲、睡莲等,位于水体较深的地方,多用作水景水面景观。

## 3. 漂浮型花卉植物

此类花卉种类较少。这类植物的根不生于泥中,植株漂浮于水面,随水流、风浪四处漂泊,多数以观叶为主,如凤眼莲等,常用作水面景观。

## 4. 沉水型花卉植物

此类花卉种类较多,花较小,花期短,以观叶为主。生长于水体较中心地带,整株植物沉没于水中。无根或根系不发达,通气组织特别发达,利于在水下空气极缺乏的环境中进行气体交换。叶多为狭长或丝状,植株各部分均能吸收水体中的养分。沉水花卉植物在水下弱光条件下也能生长,但对水质有一定的要求,水质会影响其对弱光的利用。

人工湿地系统中植物的选择,一般应选用当地或本地区天然湿地中存在的植物。主要遵循以下原则:对污染物质具有较强的净化能力;具有一定抗逆性,抗冻、抗热,即使在恶劣环境下也能基本正常生长;抗病虫害,耐污能力强,对当地的气候条件、土壤条件和周围的动植物环境都应有很好的适应能力;此外,应易于管理,综合利用价值高,并可达到美化景观效果。

不同类别的水生植物在湿地生态环境中相互竞争,相互依存,构成了多姿多彩的湿地植物王国。常见者不计其数,例如:野生水生植物包括芦苇、香蒲、菖蒲、石菖蒲、凤眼莲、伞草、睡莲、荇菜、眼子菜、马来眼子菜、芦竹、草芦、水蔗、芭茅、蝴蝶花、金鱼藻、姜花等;作物包括粮食作物类的水稻等,经济作物类的莲、甘蔗、菱、慈菇、茭白、灯心草等,牧草类的黑麦草等;花卉包括富贵竹、美人蕉、马蹄莲、朱顶红等;此外还有浮萍、水竹、酸模叶蓼、野灯心草、鸭趾草、喜旱莲子草、水葫芦、早熟禾、知风草、狼尾草、穹窿草、空心菜、水芹、菩提子、小糠草、泽泻、水葱、田蓊、水生薄荷等。

为给人工湿地的建造提供参考,本书将对部分湿地植物生理特性作一简单介绍(详见本书附录)。

## 2.2 人工湿地植物的光合、蒸腾特性

植物根系向土壤环境中分泌的物质包括氧气、酶和有机酸,这些分泌物有利于微生物的生长繁殖和污染物的降解。吴振斌等的研究表明:胞外酶对土壤中有机的分解和微生物的生长具有一定的作用。人工湿地土壤中脲酶活性与 TN 去除率有着较明显的相关关系。植物根区由于氧含量高,微生物数量多,污染物降解量也大。李志炎<sup>[14]</sup>研究认为,某些植物根系为根围异养微生物供应氧气,同时,植物还可向环境中分泌抗生素,在还原性基质中提供一个富氧的微环境,提高了异养微生物的数量、活性和降解能力。在远离根区处,为兼性厌氧和厌氧环境,由此构成的湿地类似于多个 A<sup>2</sup>/O 处理系统,有利于兼性厌氧和厌氧净化作用的发挥,可去除氮、磷等污染物质。有研究认为,植物向根系分泌的物质质量达到植物光合作用固定碳量的 5%~10%。

目前,对于湿地植物光合作用及蒸发蒸腾等方面的研究鲜见文献报道,作者在试验中通过大量测定,详细分析并探讨了湿地植物光合及蒸腾作用随温度、光强和湿地水深的变化规律,并由此对湿地植物选用的原则提出了建议。现将试验情况介绍如下。

### 2.2.1 试验的分析测试方法

为了实际测定植物的光合作用和蒸发蒸腾特性,作者于 2004 年 7 月 12 日~2004 年 9 月 15 日间,在所进行试验的人工湿地上采用连续进水方式,水力负荷控制在  $0.15\sim 0.65\text{ m}^3/\text{d}\cdot\text{m}^2$ , HRT 为 1~15 天,采用便携式光合作用测定仪(美国 LI-COR 公司生产,LI-6400 型),开放式气路,光强、温度、CO<sub>2</sub> 浓度与室外同步,在野外非离体条件下直接测定了湿地植物的净光合速率( $P_n, \mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ),蒸腾速率( $Tr, \text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ ),气孔导度( $C_s, \text{mmol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ )等生理指标,同时,测定气温( $T_a, ^\circ\text{C}$ ),光强(PAR,  $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ );使用激光叶面积仪(美国,CI-203, CID)测定叶面积指数( $\text{m}^2\cdot\text{m}^{-2}$ )。为了排除叶龄因素,在一个  $1\text{m}\times 1\text{m}$  的湿地范围内,从四株芦苇上选取了不同叶龄的八个叶片,测定后取平均值。测定时,分析气室夹在叶片中间。试验当天晴天少云,风力 2~3 级,光照较强,从早上 8:00~下午 19:00 每隔一小时进行一次测定。

总同化量( $\mu\text{mol CO}_2\cdot\text{m}^{-2}$ )、日蒸腾量( $\text{mmol H}_2\text{O}\cdot\text{m}^{-2}$ )和日蒸腾效率或水分利用率( $\text{mmol CO}_2\cdot\text{mol}^{-1}\text{H}_2\text{O}$ )分别由下列公式<sup>[15]</sup>计算

$$\begin{aligned} \text{单位面积日同化量} &= 3600[8:00 P_n + 18:00 P_n \\ &\quad + 2(10:00 P_n + 12:00 P_n + 14:00 P_n + 16:00 P_n)] \end{aligned}$$

$$\text{单位面积日蒸腾量} = 3600[8:00 Tr + 18:00 Tr$$

$$+2(10:00 Tr+12:00 Tr+14:00 Tr+16:00 Tr)]$$

水分利用率=日同化量/日蒸腾量

式中： $P_n$ ——净光合速率( $\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )；

$Tr$ ——蒸腾速率( $\text{mmol H}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ )。

定义  $\theta$  为湿地的蒸腾指数， $\eta$  为湿地的蒸发指数，则

$\theta$  = 每天通过植物蒸腾的水量/每天的进水总量

$\eta$  = 每天通过土壤蒸发的水量/每天的进水总量

试验通过研究太阳光照和气温日变化对湿地蒸发蒸腾的影响，以及湿地水位变化时蒸发蒸腾随光照和气温的变化规律，分析二者间的关系，旨在评价光照和气温对湿地水量损失的影响。

### 2.2.2 光合及蒸腾作用的日变化特性

本试验中，湿地在 65cm 水深下稳定运行，测定结果如表 2.2 所示。可见，在 10:00~14:00 时段，净光合速率保持在一个较高的水平，平均值为  $19.0\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ，最大值出现在中午 12:00，为  $21.7\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ；在 12:00~14:00 时段，由于温度达到最高值  $38.64^\circ\text{C}$ ，蒸腾作用最强，叶温迅速上升导致芦苇呼吸酶作用受到抑制，净光合速率从  $21.7\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$  降至  $19.2\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ；在 14:00 时，随温度降低又升高为  $21.1\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ，出现轻微的“午休”现象；在 8:00~13:00 时段，蒸腾速率随温度升高不断增加；下午 13:00 时蒸腾作用强度最大，达到  $5.06\text{mmol H}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 。对  $P_n$  和  $Tr$  进行相关性分析，二者的相关系数为 0.9534，为高度线性相关，说明净光合速率的变化与蒸腾速率的变化密切相关，在较低温度时，净光合速率随蒸腾速率的增加而增加，

表 2.2 芦苇的光合及蒸腾作用日变化与湿地脱氮效率日变化

时间	温度 $T_a$ / $^\circ\text{C}$	光强 PAR / $(\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$	净光合速率 $P_n$ / $(\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$	蒸腾速率 $Tr$ / $(\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$	气孔导度 $C_s$ / $(\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$	出水 DO / $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\text{NH}_4^+-\text{N}$ 去除率 /%	TN 去除率 /%
8:00	30.89	1235	7.39	1.52	755	0.35	31.4	45.8
10:00	32.65	1501	14.0	2.90	608	0.41	50.2	59.8
12:00	35.97	1650	21.7	4.11	350	0.55	67.6	76.6
13:00	38.64	2049	19.2	5.06	122	0.56	82.4	72.5
14:00	36.23	1800	21.1	4.71	261	0.62	89.6	79.6
16:00	32.34	1350	8.39	2.55	350	0.52	51.2	73.5
18:00	30.61	485	3.70	1.32	407	0.45	42.3	51.4
19:00	28.64	50	2.32	1.15	523	0.37	39.4	48.6

而在高温条件下,剧烈的蒸腾作用使植株水分消耗过多,造成叶组织内部缺水,叶温过高,反而使光合速率降低。傍晚时分,净光合速率的降低则与光强下降有关。气孔导度在 8:00~16:00 时段随气温升高而不断降低,在 12:00~14:00 时段,强光照射导致的叶片高温使叶片内外气压梯度增加,蒸腾速率加快,此时,表皮细胞直接向大气蒸发水分,使整个叶片水势下降,导致气孔导度降低,中午 13:00 时降至最低值  $122\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ,此后又逐渐升高。

### 2.2.3 湿地植物净光合速率的比较

黄承才<sup>[16]</sup>的研究认为,植物的日光合量大小顺序与植物对环境因子的响应一致,且高光合量植物对环境因子的响应显著大于其他低光合量植物。植物的日光合量、最大光合速率与营养元素的吸收均存在显著正相关,可作为人工湿地植物选育的一个重要指标,这样,可大大简化植物的选种。因此,无论从改善湿地供水水平,还是从提高各污染物去除效果的角度出发,植物净光合速率  $P_n$  均可作为湿地植物筛选的一项重要指标。

作者以芦苇、空心菜、美人蕉、茶花及富贵竹为例,比较了五种成熟植物于夏季晴朗天气的日净光合速率峰值和平均值,如图 2.1 所示。由图 2.1 可见,相同条件下,芦苇净光合速率峰值和平均值均明显高于其他植物,能有效地改善湿地系统内溶解氧环境,提高污染物去除率;而空心菜也不失为一种可尝试采用的水生蔬菜类植物。

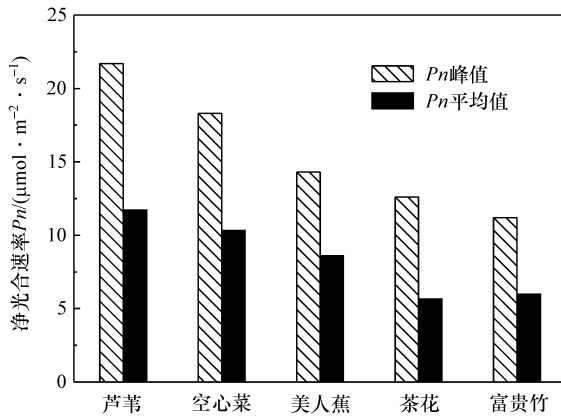


图 2.1 五种植物净光合速率的比较

### 2.2.4 湿地水深对光合及蒸腾作用的影响

改变湿地水深,待湿地稳定运行后测定各项参数,结果如表 2.3 所示。试验发现,不同水深下运行,芦苇的光合作用对湿地出水 DO 和 TN 去除率的影响均较大,湿地芦苇净光合速率较大,总同化量保持在  $450\ 000\mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2}$  左右,再次

说明芦苇在湿地植物中的优势所在。在潜流条件下,芦苇的总同化量随水深的增加而增加,25cm 水深时,芦苇的总同化量仅为  $324\ 719\ \mu\text{mol CO}_2 \cdot \text{m}^{-2}$ ,低于 65cm 水深时芦苇同化量约 36.2%;同时,25cm 水深时芦苇的水分利用率最低,为  $2.24\ \text{mmol CO}_2 \cdot \text{mol}^{-1} \text{H}_2\text{O}$ ,而日蒸腾量高达  $144\ 964\ \text{mmol H}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2}$ ,分析原因认为,湿地水深的下降阻碍了芦苇根系对水分的吸收,加之强烈的蒸腾作用促使组织内部缺水,限制了光合作用的进行,使光合速率下降,整体上同化量减少;而水深的降低使植物群落内(根系所在处)湿地介质表面温度升高,增强了芦苇的蒸腾作用,日蒸腾量也随之增加。当湿地漫流运行时,总同化量大于 25cm 水深和 45cm 水深,而小于 65cm 水深。这是因为,表面漫流虽然满足芦苇根系对水分的需求,但降低了植物群落内的介质表面温度,使日蒸腾量大大降低,最低值为  $98\ 925\ \text{mmol H}_2\text{O} \cdot \text{m}^{-2}$ 。

表 2.3 不同水深时芦苇的光合和蒸腾作用对湿地平均脱氮效率的影响

水深/cm	总同化量 $/(\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2})$	日蒸腾量 $/(\text{mmol} \cdot \text{m}^{-2})$	水分利用率 $/(\text{mmol} \cdot \text{mol}^{-1} \text{H}_2\text{O})$	出水 DO $/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	$\text{NH}_4^+-\text{N}$ 去除率/%	TN 去除率/%
25	324 719	144 964	2.24	0.29	41.3	30.9
45	455 062	115 206	3.95	0.34	45.6	52.7
65	509 282	112 968	4.51	0.48	56.7	63.4
漫流 80	476 819	98 925	4.82	0.61	52.2	50.3

表 2.3 结果表明,出水平均 DO 水平与总同化量呈正相关关系,与日蒸腾量呈负相关关系。湿地漫流运行时,出水 DO 平均值达到  $0.61\ \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ,大于 25cm 水深时湿地的出水 DO 平均值,这与漫流存在表面复氧有关。 $\text{NH}_4^+-\text{N}$  和 TN 的平均去除率以 65cm 水深为最大,分别达到 56.7%和 63.4%,高出 25cm 水深时的去除率约 15.4%和 32.5%。

在 25~45cm 水深范围,随水深增加,在水分利用率增加的同时,湿地脱氮效率得到提高,说明芦苇根系良好的吸水环境有助于促进其对氮污染物的吸收转化。湿地植物需水量包括四部分:植物同化过程耗水和植物体内所含的水分、蒸腾耗水、湿地植株表面蒸发耗水以及土壤蒸发耗水。有关研究证明,其中蒸腾耗水和土壤蒸发是最主要耗水项目,占植物需水量的 99%,其他两项仅占 1%<sup>[17]</sup>。

当湿地水力负荷为  $0.25\ \text{m}^3/(\text{d} \cdot \text{m}^2)$  时,定义湿地的蒸腾指数  $\theta$ =单位面积每天通过植物蒸腾的水量/水力负荷,可计算得 25cm 水深、45cm 水深、65cm 水深和漫流湿地的  $\theta$  值分别为:6.48%、5.14%、5.04%和 4.42%,可见,随水深增加,蒸腾指数降低。水量损失不利于污染物的稀释和降解,污染物浓度因水量损失而增加的倍数为  $1/(1-\theta)$ ,算得 25cm 水深时污染物浓度增加倍数为 1.075,故本试验中因湿地植物蒸腾引起水量损失所造成的污染负荷的增加可以忽略不计,氮的去除